



北海道におけるススキ（*Miscanthussinensis*）草地の植生遷移と生産力の推移

著者	八木 隆徳，坂上 清一，渡邊 也恭，高橋 俊，小路 敦
雑誌名	北海道農業研究センター研究報告
巻	199
ページ	13-23
発行年	2013-03-29
URL	http://doi.org/10.24514/00001384

doi: 10.24514/00001384

北海道におけるススキ (*Miscanthus sinensis*) 型草地の 植生遷移と生産力の推移

八木隆徳・坂上清一・渡辺也恭・高橋俊・小路敦

I. 緒 言

生物多様性、地域文化の保全等の観点から野草地の重要性が再認識されつつある。ススキ (*Miscanthus sinensis*) はシバ (*Zoysia japonica*) やササ類 (*Sasa* spp., *Pleioblastus* spp.) と並び、我が国の野草地の代表的な優占草種であり (大久保ら, 1990), 古くから屋根の材料, 労役用の牛馬の飼料や堆肥として利用されてきた。また, 近年では高いバイオマス生産が可能なエネルギー作物として世界的に注目されている。日本全土で見られるが, サハリン南部を北限とし (嶋田ら, 1992), 南はインドシナ半島まで分布する (長田, 1993)。

ススキ群落は低い放牧強度や軽度の刈り取りではススキの優占が維持される (林, 1994; 伊藤, 1977; 山本ら, 1997a)。また, 利用強度が植生遷移や現存量に及ぼす影響はその地域の気候や土壌条件等により異なる (山本ら, 1997b) ことが指摘されているが, これらの報告は本州以西のものであり, 分布北限域に近い北海道における報告はほとんどない。

本研究では, 畜産的利用を前提とした場合のススキ型草地の維持を目的とし, ススキの分布北限域に近い北海道において, 10年間にわたる夏期の刈り取り (毎年刈り, 隔年刈り) がススキ型草地の種組成と地上部重の推移に及ぼす影響を明らかにすることを試みた。

II. 対象草地の概況

試験地は北海道農業研究センター (札幌市豊平区羊ヶ丘) 内の焼山 (標高262m) の西から東方向に下っている尾根の南斜面に位置する (通称羊南台, 標高170m) (図1, 図2)。この一帯の経緯について早川ら (1978) は「この一帯はススキ・ササ草原になっており周辺の広葉樹林帯の中であって特異な景観を保っている。もともとこの付近は進駐米軍演習

地に徴用され山火事が頻発した地域で, 返還時は一帯が焼け野原であった。その後約20年間に北斜面や谷底面が自然下種の広葉樹木とネマガリタケ (*Sasa kurilensis*) に覆われたのに対し, 稜線と南斜面が草原のまま取り残された。」と述べている。

1976年頃にはススキ・ササ型草地として一時的に放牧利用されたが, その後は利用が行われずに放置状態が続き, シラカンバ (*Betula platyphylla*), ヤマナラシ (*Populus sieboldii*) 及びミズナラ (*Quercus crispula*) 等からなる二次林となり, さらにその後, 山火事が1986年と1991年の2度にわたり発生し, その跡地にススキ型草地が成立した (小川ら, 1998)。1991年当時はススキが明らかな優占種であったが, 以降は放置状態が続き周辺からシラカンバやヤマナラシ等の木本類やクマイザサ (*Sasa senanensis*) の侵入が進んでいる (小川ら, 1998)。

平均斜度は22度である。

III. 材料と方法

調査は2003年から2012年の10年間を通じて行い, 種組成, 地表面 (リター直上) の相対照度, 地上部乾物重およびリター重量の推移を記録した。草地内のススキの優占度が比較的高いとみられる地点に24×36mの調査区を設定した。調査区は東西に長く, これを3分割して, 西から放任区, 隔年刈り区 (隔年で地上部を刈り取り後搬出), 毎年刈り区 (毎年地上部を刈り取り後搬出) の各処理区を設けた。

調査は毎年8月下旬から9月上旬に行った。各処理区に縦横1mの定置枠を10個設置し, 定置枠内に出現した全植物種の被度と草丈を測定した。これらの測定値を用いて各処理区, 各年次の出現種ごとに被度合計と草丈合計を求め, さらにそれらの値の最大値を100とした拡張積算優占度 ($E-SDR_2$) (山本ら, 1995) を求めた。すなわち,

$$E-SDR_2 = (C+H) / 2$$

C: 2005年に毎年刈り区ススキが示した最大被度

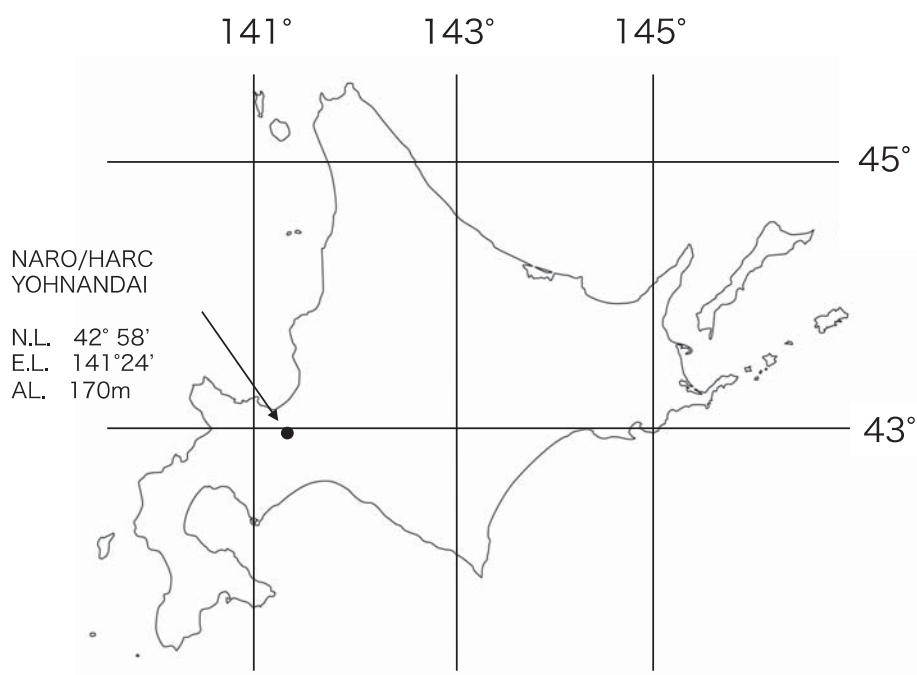


Fig. 1. Location of the research area.

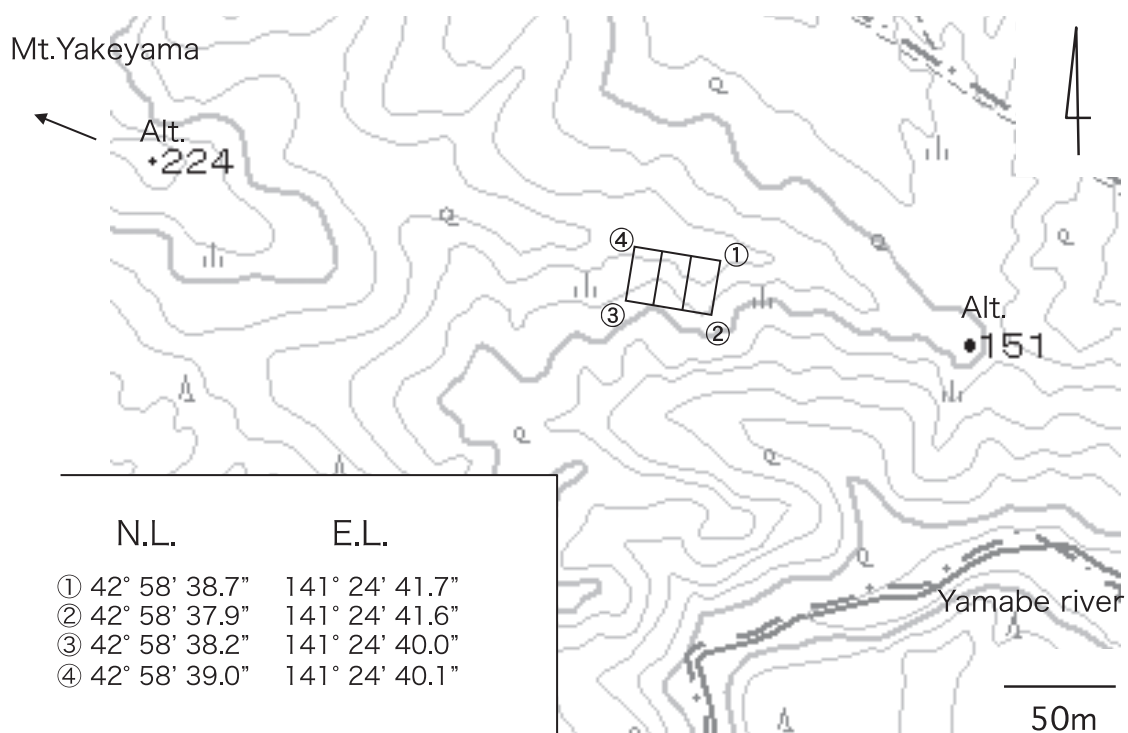


Fig. 2. Location of treatments. Control plot, light cutting (biannually cutting) plot, heavy cutting (annually cutting) plot are located from the west.

61.5%を100としたときの比数

H : 2004年に放任区のススキが示した最大草丈
199.8cmを100としたときの比数。

続いて、上記で求めた草種別の拡張積算優占度

(E-SDR₂) から沼田 (1962) による遷移度 (DS) を算出した。

$$DS = (\sum 1d) / n \times v$$

1 : 群落を構成している種の生存年限, d : 優占

度, n : 最小面積 (1m^2) 内の種数, v : 植被率 (100%を1とする)。ここで, 1は宮脇ら (1978) の休眠型でThを1, Ch, H, Gを10, Nを50, M, MMを100とした。

種多様度はSimpsonの多様度指数 ($1-D$) (Simpson, 1949) およびShannon-Wienerの多様度指数 (H') (Margalef, 1958) を算出した。

$$1-D = 1/\sum p_i^2$$

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

ここで, p_i は出現種の被度と草丈から求めた積算優占度の合計に対する比である相対優占度を用いた。Simpson指数 $1-D$ は小さい値が多様性小, 大きい値が多様性大を示す (範囲は0から1)。 H' は不確定性の測度で, 値が大きいほど構成種ごとの個体数が近く, すなわち多様となる (伊藤・佐藤, 2002)。

種組成調査と並行して地表面の相対照度と地上部乾物重を測定した。相対照度は各定置枠内の地上高約3cmを測定した。地上部乾物重は各処理区あたり5点について定置枠近傍の縦横1mの地上部を地際から刈取り, 全ての草種毎に分類して各草種別に測定した。同時にこの枠内のリターを採取した。

隔年刈り区および毎年刈り区の地上部の刈取りと搬出はこれらの調査終了直後に行った。

IV. 結 果

1. 気象概況

試験地から約3.5km離れた気象観測露場で得られた気温, 降水量および積雪深 (鮫島ら, 2008) を用い, 調査を行った2003-2012年の平均値を求めて準平年値 (1981-2000年) と比較した。年平均気温は 7.7°C で準平年値に比べ 0.6°C 程度高かった。年間降水量は調査期間では914mmで, 準平年値の957mmに比べ若干少なかった (図3)。降水量は平年では8月から9月に多い季節変化を示すが, 調査期間のこの時期は小雨傾向にあった。特に, 2006-2009年にかけて7-8月は干ばつ気味であった。一方, 11-12月は平年を大きく上回る降水があったことから, 降水量の季節的変動は平年より平準化していた。

また, 2月が最大となる月平均積雪深は, 2003-2012年の平均値は83cmで準平年値の89cmに比べ6cm程度少なかった。

2. 地表面の光環境

地表面の相対照度の推移を図4に示した。放任区は初年度の6%から3年目の2%台まで徐々に減少し, 以降はそのレベルを維持した。これに対し, 隔年刈り区, 毎年刈り区はともに大きく変動したものの, ほぼ各年次で, 毎年刈り区>隔年刈り区>放任

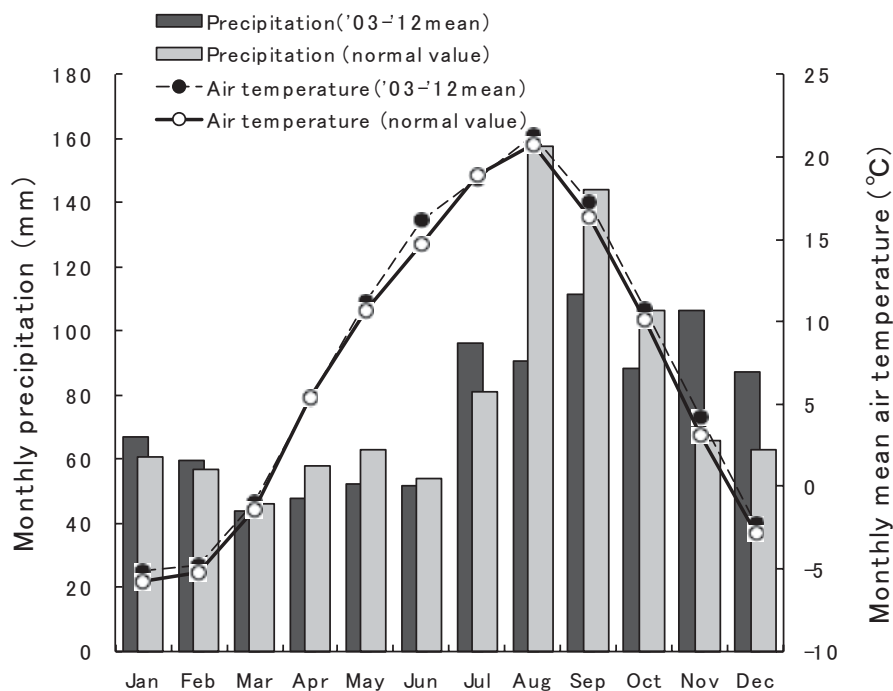


Fig. 3. Weather during the period of investigation.

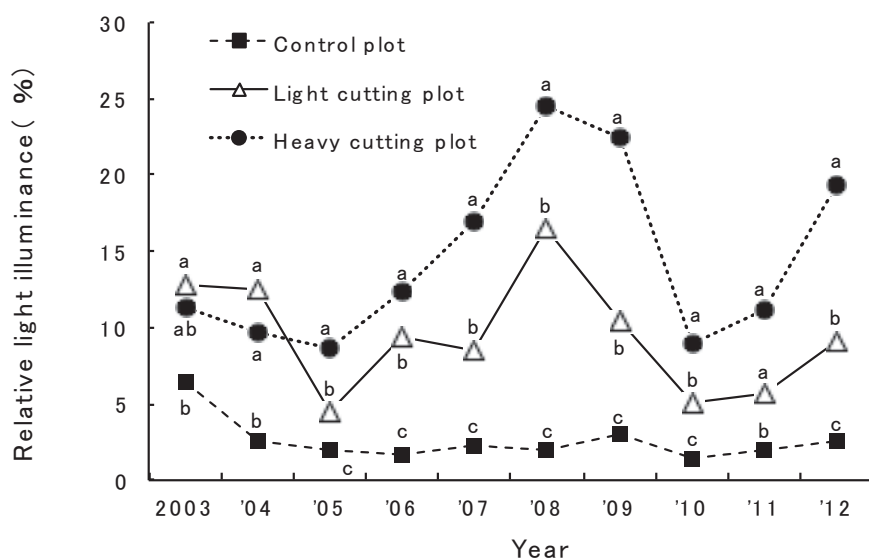


Fig. 4. Changes in the relative illuminance.
Values with different letters in year are significantly different ($P < 0.05$).

区の順で相対照度が高かった。このことから、刈取りにより地表面が明るくなること、また、刈取りの頻度が高いほどその効果が大きいことが明らかとなった。

なお、隔年刈り区、毎年刈り区で2007–2009年頃に一時的に増加した理由は、後述するが植物の乾物生産が低調で、地上部現存量が減少したため日光の遮蔽効果が弱まったと考えられる。

3. 植生

植被率、群落高、主な草種の被度と草丈を表1に示した。平均植被率は放任区では92–98%、隔年刈り区では84–100%、毎年刈り区で85–98%であり、裸地の割合は小さかった。群落高は放任区では約120–140cmの間で安定的に推移した。隔年刈り区では初年目の115cmから6年目の75cmまで減少した後はやや回復する傾向にあった。毎年刈り区は初年目

の116cmから5年目の66cmまで徐々に低下した後は安定する傾向がみられた。

優占度の高い5草種（ススキ、クマイザサ、ワラビ (*Pteridium aquilinum*)、ヤマハギ (*Lespedeza bicolor*)、ヒカゲスゲ (*Carex floribunda*)) の被度についてみると、ススキの被度は放任区では減少傾向、隔年刈り区ではほぼ維持され、毎年刈り区ではわずかな減少傾向がみられた。クマイザサは放任区において2年目以降に被度が最大の種となり50%以上を維持した。隔年刈り区では2年目から漸減傾向、毎年刈り区は3年目に急減した後は10%以下で推移した。ワラビは放任区では維持、隔年刈り区および毎年刈り区で増加傾向にあった。ヤマハギは放任区では維持、隔年刈り区は2年目から漸減傾向、毎年刈り区は3年目に急減した後は維持傾向にあった。ヒカゲスゲは放任区ではわずかにみられる程度だが、隔年刈り区および毎年刈り区では増加傾向に

Table 1. Changes in the plant cover, community height, coverage and height of main species.

		Control plot										Light cutting plot										Heavy cutting plot									
		2003	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
Plant cover (%)		92	97	94	96	96	98	92	96	96	96	84	85	88	90	92	89	93	100	98	94	85	89	85	93	90	87	92	98	95	90
Community height (cm)		130	122	125	139	120	124	131	139	132	129	115	83	93	84	86	75	83	94	102	88	116	87	87	84	66	68	67	76	72	73
Coverage (%)	<i>Miscanthus sinensis</i>	48	39	38	36	36	43	29	28	31	28	59	54	47	57	66	56	47	57	54	53	63	65	58	64	55	56	50	65	52	50
	<i>Sasa senanensis</i>	40	68	68	65	76	76	55	65	57	65	25	39	34	24	28	10	20	18	14	21	23	35	9	10	7	7	7	7	6	6
	<i>Pteridium aquilinum</i>	7	13	8	13	10	10	15	12	10	11	11	16	18	20	25	25	24	37	27	26	9	25	13	15	20	14	18	34	30	26
	<i>Lespedeza bicolor</i>	18	26	27	25	28	33	22	27	8	4	2	21	15	17	11	8	12	7	6	4	15	33	6	9	6	5	4	10	6	5
	<i>Carex floribunda</i>	1	2	3	2	4	2	2	2	1	1	7	21	22	25	25	22	17	27	19	18	7	20	6	17	11	13	15	36	16	20
Height (cm)	<i>Miscanthus sinensis</i>	197	200	186	190	188	190	177	198	165	153	163	158	142	130	123	98	112	123	135	119	157	158	127	117	92	105	87	112	101	90
	<i>Sasa senanensis</i>	101	111	115	106	110	120	123	123	130	137	76	60	72	46	61	38	50	46	66	53	78	62	44	36	40	38	34	41	43	40
	<i>Pteridium aquilinum</i>	52	67	84	75	67	85	84	96	63	87	79	84	96	81	64	76	82	75	101	90	71	80	63	63	64	50	57	62	68	69
	<i>Lespedeza bicolor</i>	115	130	122	115	108	136	118	140	90	53	38	80	75	64	68	51	67	71	84	64	100	87	68	60	49	46	48	62	54	45
	<i>Carex floribunda</i>	37	42	40	40	40	45	39	40	20	23	57	51	46	46	42	43	47	49	54	39	51	54	40	43	35	40	38	43	44	41

あり8年目には30%近くとなった。

ススキの草丈は放任区では8年目まで177-200cmを維持したのに対し、隔年刈り区では徐々に低下し、干ばつ年（2008年）の6年目に98cmまで落ち込んだ後約130cmまで回復した。毎年刈り区では5年目まで漸減し92cmとなった後は90-110cmの範囲で推移した。クマイザサの草丈は放任区では増加傾向にあり10年目には137cmに達した。一方、隔年刈り区では6年目に38cmまで減少した後は60cm程度まで回復傾向にあり、毎年刈り区では3年目まで低下した後は40cm前後を維持した。主要草種のうち、ススキ、クマイザサ、ヤマハギ草丈は放任区>隔年刈り区>毎年刈り区の順で矮小化した。ワラビ、ヒカゲスゲの草丈はこのような傾向は明らかではなかった。

拡張積算優占度（表2）をみると、放任区ではクマイザサが徐々に増加して7年目にはススキを抑え

1位となったのに対し、隔年刈り区と毎年刈り区ではススキの優占が維持された。このことから、ススキの優占を維持するためには毎年もしくは隔年の刈取りが有効であることが明らかとなった。クマイザサの優占度は放任区では増加、隔年刈り区では漸減、毎年刈り区は3年目まで急減し以降はその水準を維持した。ヒカゲスゲの優占度は隔年刈り区と毎年刈り区では緩やかな増加傾向がみられた。その他特徴的な点は放任区では木本種であるミズナラやシラカンバの増加傾向が著しく、林地化が進行したことであった。

調査期間中の総出現種数は26種/30m²であった。処理区ごとの10m²あたりの総出現種数は放任区では8-15種、隔年刈り区では9-15種、毎年刈り区では9-14種と、区間による明瞭な差は認められなかった（図5）。一方、調査枠（1m²）あたりの種数は

Table 2. Changes in the five dominance species for the extended dominance ratio, E-SDR₂.

Rank		Control plot										Light cutting plot										Heavy cutting plot									
		2003	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12	'03	'04	'05	'06	'07	'08	'09	'10	'11	'12
1	Species	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ss	Ss	Ss	Ss	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms	Ms
	E-SDR ₂	82	70	66	67	63	67	62	64	66	72	86	67	63	63	64	61	58	61	69	64	82	68	82	73	67	72	62	62	62	59
2	Species	Ss	Ss	Ss	Ss	Ss	Ss	Ms	Ms	Ms	Ms	Ss	Ss	Ss	Pa	Ss	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Lb	Lb	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa	Pa
	E-SDR ₂	53	62	63	62	62	63	61	64	59	55	38	35	37	31	30	36	36	38	43	39	35	36	26	26	32	24	29	33	39	36
3	Species	Lb	Lb	Lb	Lb	Lb	Lb	Lb	Lb	Qc	Qc	Pa	Lb	Pa	Lb	Pa	Cf	Ss	Cf	Cf	Ss	Ss	Ss	Lb	Cf	Lb	Cf	Cf	Cf	Cf	Cf
	E-SDR ₂	41	45	44	42	40	49	42	48	44	46	28	31	34	25	29	25	26	26	27	27	35	31	22	22	17	20	22	29	22	25
4	Species	Ap	Ap	Ap	Pa	Ap	Qc	Pa	Qc	Lb	Pa	Cf	Pa	Lb	Cf	Cf	Lb	Lb	Lb	Ss	Cf	Pa	Pa	Ss	Lb	Cf	Lb	Lb	Lb	Lb	Lb
	E-SDR ₂	25	31	25	26	27	29	30	37	27	28	20	29	28	25	23	18	25	22	25	21	24	31	18	21	17	15	16	20	17	15
5	Species	Pa	Pa	Pa	Ap	Qc	Pa	Ap	Pa	Pa	Ap	Lb	Cf	Cf	Ss	Lb	Ss	Cf	Ss	Lb	Lb	Cf	Cf	Cf	Ss	Ss	Ss	Ss	Ss	Ss	Ss
	E-SDR ₂	17	23	25	26	22	26	27	30	22	22	11	23	24	25	23	16	23	21	25	19	17	22	15	16	15	14	14	15	14	14

Species; Ms: *Miscanthus sinensis*, Ss: *Sasa senanensis*, Lb: *Lespedeza bicolor*, Pa: *Pteridium aquilinum*, Cf: *Carex floribunda*, Ap: *Artemisia princeps* and Qc: *Quercus crispula*.

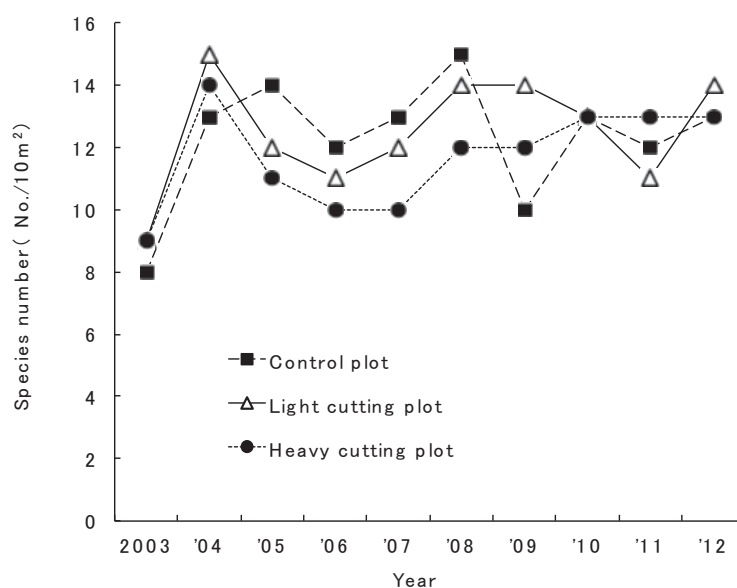


Fig. 5. Changes in the number of species (/10m²).

放任区では5.2-6.2種, 隔年刈り区では5.1-6.9種, 毎年刈り区では6.2-7.7種と, 放任区<隔年刈り区<毎年刈り区の傾向がみられた(図6)。また, 隔年刈り区と毎年刈り区では年次的な推移の方向性も明瞭でなく大きな変化はみられなかったのに対し, 放任区では9年目以降は他区より低下した。

種多様度指数はSimpsonの1-DおよびShannon-WienerのH'ともに種数と同様, 隔年刈り区と毎年刈り区では2年目に増加した後は維持傾向にあった

のに対し, 放任区の9年目以降は低下した(図7)。

遷移度は放任区が増加傾向を示したのに対し, 隔年刈り区および毎年刈り区では大きな変化はみられず, ほぼ同様の水準で推移した(図8)。よって, 遷移の進行は刈り取りにより妨げられること, また, 夏に行う年1回の刈取りを毎年もしくは隔年で行なうかの違いが遷移度に及ぼす影響は小さいことが示された。

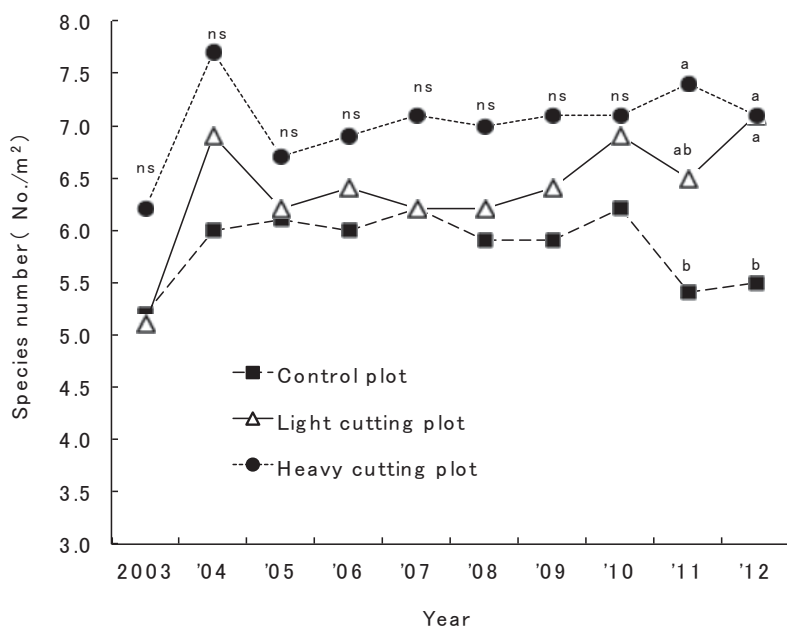


Fig. 6. Changes in the number of species (/m²).
Values with different letters in year are significantly different (P<0.05).

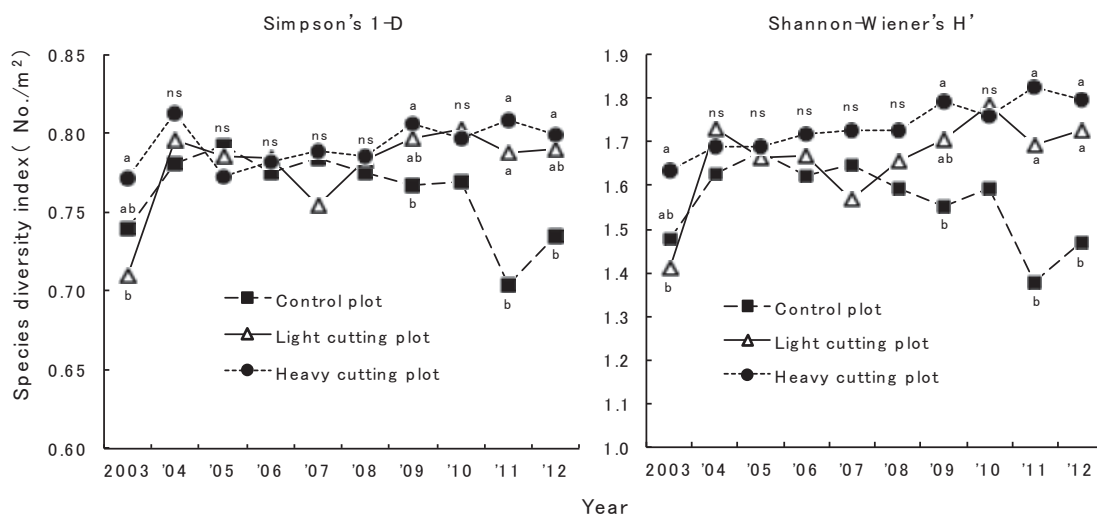


Fig. 7. Changes in the species diversity index.
Values with different letters in year are significantly different (P<0.05).

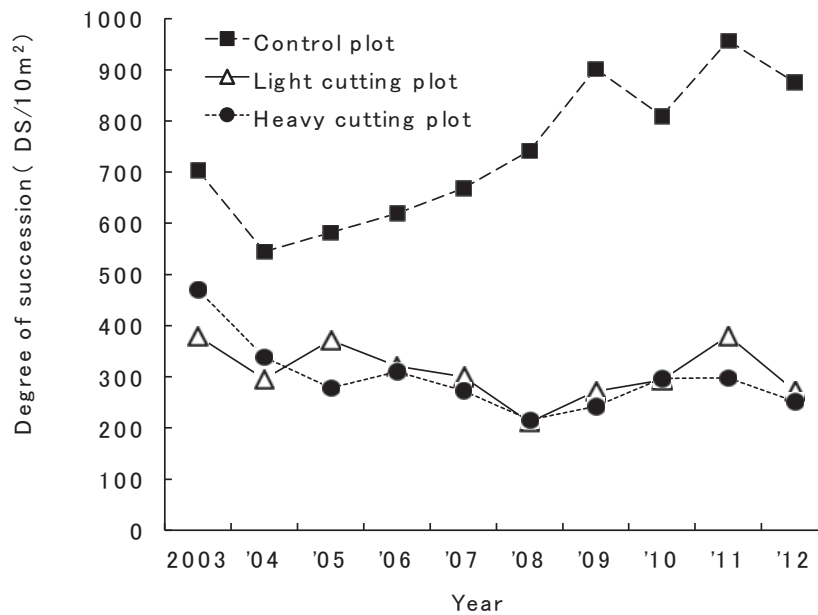


Fig. 8. Changes in the degree of succession.

4. 地上部現存量

地上部現存量の推移を図9に示した。地上部の合計現存量は放任区が最も多く、隔年刈り区、毎年刈り区の順に減少した。

放任区ではススキは122-288gDM/m²の範囲で、全植物合計に対するススキの割合は20-43%であった。クマイザサの現存量は増加傾向にあり、9年目には422gDM/m²となり全植物種の73%を占めた。リターは7年目までは約900-1,100gDM/m²を維持したが、8年目から減少を始めた。

隔年刈り区ではススキの現存量は急減した9年目を除き、214-319gDM/m²の範囲で緩やかな減少傾向にあった。全植物合計に対するススキの割合は

40-65%であった。合計現存量もわずかな減少傾向にあり、1年目の486gDM/m²から10年目には419gDM/m²に減少した。リターは年々減少し、10年目には359gDM/m²となり、2年目の922gDM/m²の40%以下となった。

毎年刈り区におけるススキの現存量は、干ばつ年の5-7年目には150gDM/m²を下回る程度まで減少したが、その後は200gDM/m²程度まで回復した。全植物合計に対するススキの割合は55-66%と、全処理区の中で最も高かった。合計現存量は減少傾向にあり2年目の415gDM/m²から10年目の251gDM/m²に減少した。クマイザサの現存量は減少傾向にあり、6年目以降は10gDM/m²程度とわずかとなった。リターの

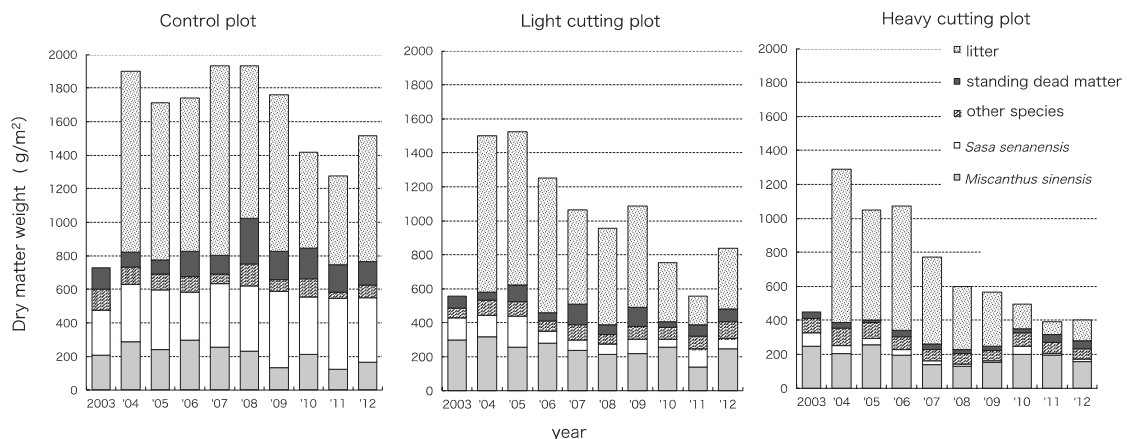


Fig. 9. Changes in the aboveground biomass and litter.

減少は隔年刈り区を上回り、10年目にはわずかに122gDM/m²となった。

各区の現存量を比較すると、リターおよび枯死部を除いた全植物種の合計は処理区により差がみられたが、ススキに限定すれば各区ではほぼ同程度で、およそ120-300gDM/m²の範囲にあった。

V. 考 察

1. 種数および現存量の他地域との比較

本調査では総出現種数は26種/30m²、8-15種/10m²であった。他地域におけるススキ型草地の出現種数は40種/240m²：岩手県盛岡市(梨木ら, 2008)、40-70種/40m²：宮城県鳴子(高橋ら, 1998)、59-92種/40m²：栃木県那須塩原市(板野ら, 2008)、40-68種/10m²：長野県霧ヶ峰(中神ら, 2008)、26種/m²：長野県菅平(HAYASHI *et al*, 1981)、18-31種/4m²：島根県大田市(高橋ら, 2008b)、42-58種/10m²：熊本県阿蘇市(小川ら, 1993)と報告されており、調査面積が異なるため直接の比較は困難ではあるが、本試験地の種数は非常に少ないことが確認された。

野草地では刈払い等により光環境が改善すると種数が増加することが報告されている(HELI and JAMES, 2002; PYKALA, 2005)が、本試験地における10年間の調査では新たな種の出現はほとんどみられず、種数の明らかな増加はみられなかった。しかしながら例外的に出現と定着が確認できたのが、毎年刈り区のアナハダであった。この実生は近傍の成木から散布された種子由来と考えられ、散布種子による定着の可能性が高まっていると推察される。一方、光環境が良好になり、土壌表面が露出することで休眠が打破されやすい環境となったのにも関わらず、埋土種子由来の実生は確認できなかった。本試験地でなぜ埋土種子からの出現が見られないのかについては興味深いテーマであり今後の調査が望まれる。

現存量については、リターおよび枯死部を除いた全植物種の合計は処理区により差がみられたが、ススキに限定すれば各区ではほぼ同程度で、およそ120-300gDM/m²の範囲にあった。高標高地でススキの生育限界に近い霧ヶ峰では、ススキのみの現存量は175-448gDM/m²と報告されており(中神ら, 2008)、本試験地ではそれらと比べ若干低い値となった。このことが北限に近いススキ型草地の特徴であるかについては、本調査地以外の調査事例(STEWART *et al*, 2009; KOSSONOU *et al*, 2011)の蓄積を待つて結論を

出す必要がある。

2. 利用強度

隔年刈り区、毎年刈り区ともにリターが急速に減少した。これは9月上旬の刈出しにより、リターの材料となる茎葉部の現存量が減少したことから、処理開始前までに蓄積していたリターの分解が供給を大幅に上回ったことでリターの減少が急速に進んだと考えられる。また、毎年刈り区のみならず隔年刈り区でもリターと枯死部を除いた全植物種の合計重量が減少傾向にあることから、隔年の刈取りでも収奪状態にあることが推察された。本研究では実際に家畜を放牧することはできなかったため、夏期の刈取りという形で草地に人為的圧力を加えた。したがって、実際に畜産的利用する場合の具体的な放牧強度の提示は困難ではあるが、現存量の維持を可能とする利用強度は隔年の刈取りよりも若干弱い強度であると考えられる。

3. ワラビの抑圧

刈取りを行った区ではワラビが増加したが、畜産的利用の場合は有毒植物であるワラビを抑圧することが望ましい。ススキ-ワラビ型草地におけるワラビ抑圧の事例には次のようなものがある。高橋ら(2008a)は島根県のシバ-ワラビ型草地で年3回の刈払いによりワラビを抑圧した。一方で、放任によりワラビが減少するという報告がある(嶋田, 1962)。両報告は一見矛盾するが、その原理は、遷移系列上ワラビはススキ型草地とシバ型草地を両極とする系列の途中で出現するため、ワラビの除去にはどちらかへ遷移を進める必要があるということである。本試験地で利用強度を高める場合を想定すると、ワラビとススキが衰退しシバ型への遷移が期待される。しかしながら、当試験地ではシバが全くみられないため、利用強度を高めるだけではシバ草地にはなる可能性はほとんどない。また、シバの導入によりシバ草地化するためにはコストを要する。さらに、シバは寒地では生育期間が短く、牧養力は160CD/ha程度と低レベルに留まる(原田ら, 1993)。これに対し、利用強度を弱める方策をとる場合、利用強度を隔年の刈取りの水準よりも若干弱めることで、ワラビの抑圧と現存量の維持が可能となることが推察される。後者がより現実的な利用法であろう。

VI. 摘 要

ススキの分布北限域に近い北海道札幌市において、夏期の刈取りがススキ型草地の種組成と地上部重の推移に及ぼす影響を10年間調査した。隔年もしくは毎年夏期の刈取りによりクマイザサが抑圧され、ススキの優占が維持できた。出現種数(26種/30m², 5.1-7.7種/m²)は国内他地域のススキ草地に比べ低いこと、刈取りにより光環境が改善されても種数および種多様度指数の増加はみられないことが示された。ススキのみの現存量は処理間差が小さく、120-300gDM/m²程度であった。隔年の刈取りにおいても現存量が減少する傾向にあるため、長期的に利用するためには利用強度を隔年の刈取りよりもやや軽くする必要があるものと推察された。

引用文献

- 1) 原田文明・鶴見義朗・森山真久・江柄勝雄・長谷川寿保・宮下淑郎・池谷文夫(1993): 白老町営牧場におけるシバ型草地の動態. 草地の動態に関する研究(第4次中間報告). 草地試験場資料, 平成4-14, 77-82.
- 2) 早川康夫・高畑滋・宮下昭光(1978): 遷移平衡に基づく草地景観管理の研究. 第6報. 南北斜面の遷移速度と草地としての評価. 北海道農試研報, 120, 1-11.
- 3) HAYASHI, I., Y. HISHINUMA and T. YAMASAWA (1981): Structure and functioning of *Miscanthus sinensis* grassland in Sugadaira, Central Japan. *Vegetatio*, 48, 17-25.
- 4) 林一六(1994): ススキ草原の実験群落学-地上部刈取り回数に応じた種類組成の変化-. 日本生態学会誌, 44, 161-170.
- 5) HELI M. J. and JAMES B. G. (2002): Effects of disturbance on germination and seedling establishment in a coastal prairie grassland: a test of the competitive release hypothesis. *Journal of Ecology*, (90), 291-302.
- 6) 板野志郎・堤道生・坂上清一・中神弘詞・澤村篤・住田憲俊・井上秀彦(2008): 藤荷田山生態観測試験地におけるススキ草地の植生遷移および生産力. 草地の動態に関する研究(第7次中間報告). 畜産草地研究所草地動態モニタリング室資料, 平19-1, 61-70.
- 7) 伊藤秀三(1977): 群落の遷移とその機構. P. 127-137, 朝倉書店. 東京.
- 8) 伊藤嘉昭・佐藤一憲(2002): 種の多様性比較のための指数の問題点 -不適当な指数の使用例も多い-. *生物科学*, 53(4), 204-220.
- 9) KOSSONOU, G. A., Y. KAJIHARA, Y. TOMA, N. ILIZUKA and T. YAMADA (2011): Potentiality of Four Cool Season Grasses and *Miscanthus sinensis* for Feedstock in the Cool Regions of Japan. *Journal of the Japan Institute of Energy*, 90, 59-65.
- 10) MARGALEF, D. R. (1958): Information theory in ecology. *General Systems*, (3), 36-71.
- 11) 宮脇昭編(1978): 日本植生便覧. P. 203-650, 至文堂. 東京.
- 12) 中神弘詞・井出保行・斎藤吉満・下田勝久(2008): 霧ヶ峰ススキ草原の植生と現存量の経年変化. 草地の動態に関する研究(第7次中間報告). 畜産草地研究所草地動態モニタリング室資料, 平19-1, 76-80.
- 13) 梨木守・戸田忠祐・東山由美・成田大展・菅野勉(2008): 北東北地域におけるススキ型草地の植生遷移・維持要因の解明. 草地の動態に関する研究(第7次中間報告). 畜産草地研究所草地動態モニタリング室資料, 平19-1, 20-25.
- 14) 沼田真(1962): 遷移度と状態指数による草地診断. *科学*, 32(12), 658-659.
- 15) 小川恭男・小山信明(1993): 根子岳牧野のススキ型草地における種組成ならびに地上部現存量. 草地の動態に関する研究(第4次中間報告). 草地試験場資料, 平成4-14, 74-76.
- 16) 小川恭男・加納春平・手島茂樹・三枝俊哉・高橋俊(1998): II-1 北海道地区: ススキ草地の植生遷移. 草地の動態に関する研究(第5次中間報告). 草地試験場資料, 平成9-12, 16-17.
- 17) 大久保忠旦・広田秀憲・高崎康夫・上野昌彦・雑賀優・安宅一夫・小林裕志・嶋田徹・村山三郎・菊地正武・中西五十(1990): 草地学. P. 23-47, 文永堂出版. 東京.
- 18) 長田武正(1993): 増補日本イネ科植物図譜. P. 672, 平凡社. 東京.
- 19) J. PYKÄLÄ (2005): Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grass

- land. Agriculture, Ecosystems & Environment, 108, 109-117.
- 20) STEWART, J. R., Y. TOMA, V. F. G. FERNANDEZ, A. NISHIWAKI, T. YAMADA and G. BOLLERO (2009) : The ecology and agronomy of *Miscanthus sinensis*, a species important to bioenergy crop development, in its native range in Japan: a review. GCB Bioenergy, 1, 126-153.
- 21) 鮫島良次・廣田知良・濱寄孝弘・加藤邦彦・岩田幸良 (2008) : 北海道農業研究センターにおける1966年からの気象観測について. 北海道農研研究資料, 67, 1-8.
- 22) 嶋田 鮐 (1962) : フラビの生態-野草地におけるフラビの動態-. 雑草研究, 1, 70-77.
- 23) 嶋田 鮐・原克昌・小池正徳 (1992) : ススキの寒冷適応と分布限界. 日本草地学会誌 (別), 38, 7-8.
- 24) SIMPSON, E. H. (1949) : Measurement of diversity. Nature, 163, 688.
- 25) 高橋俊・山本嘉人・斎藤吉満・酒井聡樹・桐田博充・西村格・北原徳久・芝山道郎・高橋繁男 (1998) : 川渡農場のススキ型草地における植生遷移機構の解明. 草地の動態に関する研究 (第5次中間報告). 草地試験場資料, 平成9-12, 18-22.
- 26) 高橋佳孝・井出保行・小林英和・早坂貴代史・福田栄紀・佐藤節郎・萩野耕司 (2008a) . シバ型草地確立過程におけるシバ-フラビ型草地の植生変化と刈取の影響. 草地の動態に関する研究 (第7次中間報告). 畜産草地研究所草地動態モニタリング室資料, 平19-1, 82-86.
- 27) 高橋佳孝・井出保行・小林英和・佐藤節郎・福田栄紀 (2008b) : オミナエシの推移からみた三瓶山ススキ草地の放牧・刈取り管理. 草地の動態に関する研究 (第7次中間報告). 畜産草地研究所草地動態モニタリング室資料, 平19-1, 87-91.
- 28) 山本嘉人・桐田博充・大賀宣彦・斎藤吉満 (1995) : 草地植生の比較を目的とした拡張積算優占度の提案. 日本草地学会誌, 41, 37-41.
- 29) 山本嘉人・斎藤吉満・桐田博充・林治雄・西村格 (1997a) : ススキ型草地における異なる人為圧による植生遷移の方向. 日本草地学会誌, 42, 307-314.
- 30) 山本嘉人・斎藤吉満・桐田博充 (1997b) : 放牧によるススキ型草地の主要植物種の拡張積算優占度の変化率. 日本草地学会誌, 42, 315-323.

Vegetation succession and production of *Miscanthus*-type grassland in the northern district of Japan

Takanori YAGI, Seiichi SAKANOUÉ, Nariyasu WATANABE,
Shun TAKAHASHI and Atsushi SHOJI

Summary

Although the importance of native grasslands is increasing the recognition of biodiversity conservation and local culture, the mechanism of vegetation succession is still unknown. The purpose of this study was to explore the vegetation succession process of the *Miscanthus*-type grassland, which is one of the typical semi-natural grassland vegetation of Japan.

In Sapporo, Hokkaido, close to the northern distribution limit of *Miscanthus sinensis*, the effects of summer harvest on the vegetation and aboveground biomass of the native *Miscanthus*-type grassland was investigated for 10 years. Dominance of *Miscanthus*

could be maintained by annual or biennial summer harvesting by suppressed *Sasa sinensis*. The number of species (26 species/30 m², 5.1–7.0 species/m²) was lower than that in other areas of Japan, and the species number and diversity index did not increase despite enrichment of the light environment. Aboveground biomass of only *Miscanthus* (120–300 gDM/m²) did not differ between the treatments. The biomass tended to decrease during biennial harvesting, thus suggesting that in order to retain the biomass for long-term, it should not be harvested often and should be conserved.